

Revisión bibliográfica sobre el empleo de materiales filtrantes para la eliminación de metales pesados en aguas de escorrentía urbana

Máster Universitario en Gestión Sostenible y
Tecnologías del Agua



Trabajo Fin de Máster

Autor:

Maria Camila Villa González

Tutor/es:

Maria de la Concepción Pla Bru y Javier Valdés Abellan

Julio 2020



Agradecimientos

A Dios por ser mi guía y acompañarme en este camino, a mi madre, tía y hermanas que han sido un apoyo incondicional en el desarrollo de esta carrera y un pilar fundamental en mi formación.

A la Universidad y al grupo de maestros del master por permitirme forjar conocimientos, pensamiento crítico y aptitudes que enriquecieron mi vida académica y laboral, finalmente mis asesores de TFM por su constancia y asesoramiento en este desarrollo investigativo, ya que sin su conocimiento no hubiese sido posible culminar este proyecto.

Tabla de contenido

RESUMEN	4
ABSTRACT	4
PALABRAS CLAVE:	4
1. INTRODUCCIÓN.....	6
2. OBJETIVO.....	10
3. METODOLOGÍA.....	10
3.1. BÚSQUEDA DE DOCUMENTOS	10
3.2. CRITERIOS DE INCLUSIÓN Y EXCLUSIÓN.....	11
3.3. ANÁLISIS DE DATOS.....	11
4. RESULTADOS	12
4.1. AVANCE DE LAS INVESTIGACIONES DESARROLLADAS SOBRE FILTRACIÓN DE METALES PESADOS EN AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA	12
4.2. MODELOS Y MÉTODOS DE FILTRACIÓN EMPLEADOS EN LAS TECNOLOGÍAS PARA ELIMINACIÓN DE METALES PESADOS EN AGUA DE ESCORRENTÍA URBANA.....	16
4.2.1. <i>La infraestructura verde (GI)</i>	16
4.2.2. <i>Sistemas de desarrollo de bajo impacto LID</i>	19
4.2.3. <i>Extensiones de césped y franjas de filtro de césped (GS-GFS)</i> ..	21
4.2.4. <i>Implementación de materiales adsorbentes de bajo costo</i>	22
4.2.5. <i>Columnas de hormigón permeable</i>	24
4.2.6. <i>Bio-Slow Sand Filtration (SSF)</i>	28
4.2.7. <i>Filtración por membranas de microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF)</i>	29
4.2.8. <i>Sistemas de filtración de carbón granular activado (GAC) y membrana de ultrafiltración por gravedad</i>	30
4.3. ANÁLISIS Y COMPARATIVA DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS POR LOS ENSAYOS REALIZADOS	32
5. CONCLUSIONES.....	36
6. BIBLIOGRAFÍA.....	37

Tablas

Tabla 1 Promedio de eliminación (%) de la concentración para trazas de metal (TM) por medio de modelos GS y GFS.	22
Tabla 2 Concentraciones iniciales del agua cruda depositada en las columnas de hormigón. Tomado de la investigación de Vadas et al. (2017).	26
Tabla 3 Tasa de eliminación para metales pesados por MF y UF en agua de escorrentía urbana.	30
Tabla 4 Niveles de eliminación para metales pesados en sistemas combinados de filtro GAC y UF. Tomados del ensayo de Kus et al. (2013).	32
Tabla 5 Comparativa de los resultados obtenidos para eliminación de metales pesados en la revisión bibliográfica realizada en el presente trabajo.	35

Tabla de figuras

Figura 1 Línea del tiempo del desarrollo y evolución de Tecnologías Sostenibles para la gestión de agua (BMP, LID, WSUD, SUDS y GI), presentada en el artículo Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review (Li et al. 2019).	13
Figura 2 Columna de hormigón permeable. tomado de la investigación de Vadas et al. (2017)	25
Figura 3 Diseño de las columnas de asfalto poroso. tomada de la investigación de Zhao et al. (2014).	27
Figura 4 Esquema del sistema de recolección de agua de lluvia doméstica con un sistema de filtro GAC y UF. Tomado del artículo de Kus et al. (2013).	31

Resumen

El aumento de la escasez hídrica en algunos países del mundo ha llevado a plantearse situaciones que favorezcan el cuidado de las fuentes hidrográficas y promocionar el uso de aguas regeneradas de nivel industrial, agrario y doméstico. La constante búsqueda por ayudar el planeta y mantener a su población ha llevado a la reutilización y regeneración de aguas de escorrentía, utilizando métodos para eliminación de contaminantes como aceites, nutrientes, fertilizantes, desechos orgánicos y metales pesados. Este trabajo se centra en la eliminación de metales pesados en aguas de escorrentía urbana, destacando tecnologías que usan lechos absorbentes filtrantes para conseguir esta eliminación, proporcionando así un agua en condiciones óptimas y con concentraciones de estos metales admisibles dentro de la normativa. En los resultados obtenidos de los estudios previos se demostró que las tecnologías más efectivas son las LID, los SSF, las columnas de hormigón permeable y los métodos de filtración por membranas (MF-UF) ya que tienen una eficiencia de eliminación de contaminantes metálicos del 95% a 100% y por último, están las tecnologías de filtros verdes en techos o azoteas y los GS-GFS son implementados a nivel doméstico y tienen una eficiencia mayor al 55%.

Abstract

The increase in water scarcity in some countries of the world has led to situations that favor the care of hydrographic sources and promote the use of industrial, agricultural and domestic regenerated water. The constant search to help the planet and maintain its population has led to the reuse and regeneration of runoff water, using methods to eliminate pollutants such as oils, nutrients, fertilizers, organic waste and heavy metals. This work focuses on the removal of heavy metals in urban runoff waters, highlighting technologies that use absorbent filtering beds to achieve this removal, thus providing water in optimal conditions and with concentrations of these metals admissible within the regulations. In the results obtained from previous studies, it was shown that the most effective technologies are LID, SSF, permeable concrete columns and membrane filtration methods (MF-UF) since they have an efficiency of elimination of metallic contaminants from the 95% to 100% and finally,



there are the green filter technologies on roofs or roofs and the GS-GFS are implemented at the domestic level and have an efficiency greater than 55%.

Palabras clave:

Metales pesados, aguas pluviales, escorrentía urbana, filtración y trazas de metales.

1. Introducción

Las aguas de escorrentía urbana contienen gran cantidad de metales pesados que pueden ser tóxicos y en su mayoría no degradables en el medio ambiente (Ricco et al., 2015). La contaminación por metales pesados se asocia a mayor nivel con las aguas residuales industriales y con el transporte, pero también se puede ver reflejado en las fuentes de aguas residuales domésticas, aguas subterráneas, ríos y lagos. Los metales pesados pueden traer consecuencias negativas para la salud humana y organismos vivos ya que no son biodegradables y se acumulan en el organismo por la ingesta de alimentos y aguas contaminadas. Al momento de evaluar las concentraciones de metales pesados para la calidad del agua es importante tener en cuenta los parámetros de pH, temperatura, presencia de materia orgánica y fuerza iónica ya que estos pueden suponer un aumento en la concentración de las trazas de metal (Joseph et al. 2019).

Los metales pesados (Pb, Zn, Cu, As, Cr, Cd y Ni) derivados de actividades antropogénicas tales como: el escurrimiento, deterioro y mantenimiento de carreteras, techos y pavimentos, emisiones de gases, desgaste de neumáticos, disposición de residuos a la atmósfera y actividades industriales, pueden liberar cargas contaminantes lo suficientemente altas para causar daños al medio ambiente, afectando suelos y fuentes hídricas, y la salud. Estos elementos metálicos se encuentran, entre otras formas, en forma de partículas suspendidas y disueltas en las aguas pluviales que discurren por las carreteras, llegando por infiltración a aguas subterráneas en forma de iones metálicos libres, por descomposición y volatilización, afectando la vida acuática. Cabe resaltar que los metales pesados son tóxicos en bajas concentraciones (Maniquiz et al. 2016). Según datos aportados por la OMS los valores admisibles para metales pesados son: cadmio (Cd) 0,003 mg/L, cromo (Cr) 0,05 mg/L, cobre (Cu) 2,0 mg/L, Zinc (Zn) 0,05 mg/L, plomo (Pb) 0,01 mg/L, níquel (Ni) 0,07 mg/L, manganeso (Mn) 0,4 mg/L. Concentraciones superiores a estas pueden ser perjudiciales para la salud (OMS, 2006).

A pesar de las múltiples alternativas para disminuir la producción de productos que contienen una gran cantidad de metales pesados, todavía hay un uso

desmedido de estos, incorporados en baterías, pesticidas, pinturas y productos electrónicos. Según Zhang et al. (2018), son varias las consecuencias negativas que se le confieren a los metales pesados tanto en el medio ambiente (contaminación de acuíferos, suelos y atmósfera, y deterioro del ecosistema acuático), como en la salud del ser humano (envenenamiento por plomo, compuestos carcinógenos como el cadmio, daños renales, fragilidad en los huesos y hasta la muerte, además de intoxicaciones por cobre) ya que no se eliminan fácilmente de los ecosistemas. Por el contrario, suelen acumularse en los organismos vivos haciendo de este un problema con mayor complejidad a la hora de ser tratado por los métodos convencionales (Zhang et al. 2018).

Las aguas de escorrentía se han convertido en un problema preocupante para los centros urbanos por el aumento de flujo de agua en los sistemas de saneamiento, ocasionando inundaciones, deterioro en las tuberías, fallas en los sistemas de alcantarillado y elevadas concentraciones de contaminantes en las aguas superficiales y subterráneas. A través de los años se ha optado por la incorporación de procesos que ayudan a la mitigación de los impactos negativos a los que se ve sujeto el medio ambiente y las fuentes de agua natural (subterráneas y superficiales) debido a los vertidos inadecuados derivados de la infraestructura urbana, así como al aumento de aguas pluviales sin tratamientos previos. Con la finalidad de aminorar dichos impactos hoy día existen procesos de eliminación de contaminantes (aceites, nutrientes, fertilizantes, desechos orgánicos y metales pesados) para la reutilización de aguas de escorrentía urbana en países que presentan índices de escasez hídrico. Estos países están sujetos a la integración de nuevas tecnologías sostenibles para la regeneración de aguas que puedan ser aprovechadas de forma doméstica, agraria e industrial, capaces de reducir costos de infraestructura y manejo administrativo. Entre los usos más frecuentes de esta agua se encuentran: descarga de inodoros, riego de jardines, actividades de lavado, usos ornamentales y protección contra incendios (Ortega et al. 2019).

Las características fisicoquímicas y microbiológicas esbozadas anteriormente demuestran la necesidad de tratamientos eficientes de mejora en cuanto a los parámetros de calidad para la reutilización de aguas pluviales. Los sistemas de recolección de aguas de lluvia se componen de superficies de captura en terrenos

amplios. En países desarrollados se implementa la captura en tejados para aumentar la productividad, además de contar con redes de suministro y tanques de almacenamiento (Li et al. 2010)

El manejo de las aguas pluviales se ha llevado a cabo a través de las buenas prácticas de manejo (BPM). Entre estas prácticas se pueden destacar:

(I) Sistemas de filtración, por membranas y medios porosos (Al-Rashdi et al. 2013). Los sistemas más comunes para la filtración y eliminación de contaminantes en aguas de escorrentía urbana incluyen el uso de biofiltros, filtros de césped, humedales artificiales, franjas de filtro con vegetación y filtros de medios (Ortega et al. 2019). Además, existen métodos convencionales con costos más elevados empleados en plantas de tratamiento de aguas residuales como ultrafiltración, microfiltración, ósmosis inversa, nanofiltración y electrodiálisis.

(II) Métodos basados en el intercambio iónico, es decir, el intercambio de iones (cationes o aniones) entre dos electrolitos o un electrolito y una sustancia compleja que se separan por medio de resinas porosas o en forma de gel como las zeolitas, la arcilla y el humus (Tavakoli et al. 2017).

(III) Métodos basados en el mecanismo de adsorción, siendo este uno de los métodos más prometedores. Se ha tenido un avance significativo en cuanto a los tipos de adsorbentes para la eliminación de metales pesados en el agua, incluidos los nanotubos de carbono, carbón activado, zeolitas, estructuras metalo-orgánicas, nanomateriales de óxidos metálicos y resinas. Estos materiales muestran una alta capacidad de adsorción de iones metálicos de una solución acuosa debido a sus altos valores de superficie específica; sin embargo, estos adsorbentes pueden ser costosos y difíciles de preparar (Gupta et al. 2011).

(IV) La precipitación química es otro método de eliminación de metales pesados en agua, basada en la reducción de concentraciones de iones de metales presentes en el agua mediante sustancias químicas (coagulantes y floculantes) que permiten la solubilidad de estos elementos, haciendo que sedimenten hacia el fondo o a la superficie de un tanque a través de lodos (Kalmykov, 2019).

Se han realizado numerosas investigaciones sobre la eliminación de contaminantes metálicos en las fuentes de agua potable y residual, y las consecuencias negativas que estos representan para la salud humana. Se han estudiado métodos y tecnologías de tratamientos eficientes en la eliminación de los metales presentes en el agua en muchos países como la filtración por membranas, electrocoagulación, remediación microbiana, adsorción en carbono activado, nanotecnología de carbono y otros adsorbentes. Sin embargo, este tipo de tecnologías no son rentables para países en desarrollo debido a sus altos costos de mantenimiento y operación, por ello es importante la implementación de adsorbentes rentables, de fácil obtención y con bajo costo de mantenimiento (Joseph et al. 2019).

2. Objetivo

Existen gran cantidad de estudios publicados a nivel mundial sobre procesos, mecanismos y materiales de bajo impacto medioambiental, costo de inversión y mantenimiento, basados en la filtración de metales pesados en el agua de escorrentía. La revisión bibliográfica desarrollada a continuación se centra en los métodos de filtración, teniendo en cuenta que en algunos casos es imprescindible la combinación de diversas tecnologías para lograr un resultado óptimo en la eliminación de metales. La búsqueda apremiante de materiales que sean rentables, abundantes, fáciles de manejar, bio-compatibles, con buena capacidad de permeado y capaces de eliminar eficientemente metales pesados es hoy día una necesidad importante en el desarrollo del medio ambiente. Para ello, se realizó este documento bajo el objetivo de “Revisión bibliográfica sobre el empleo de materiales filtrantes para la eliminación de metales pesados en aguas de escorrentía urbana”. Además, se pretende proporcionar una visión general sistemática de los procesos que reducen los contaminantes en las aguas de escorrentía urbana y analizar las investigaciones anteriores, determinando los mecanismos de eliminación con mayor potencial.

3. Metodología

Se realizó una revisión sistemática de artículos de investigación asociados con el tema de materiales para la eliminación de metales en aguas de escorrentía urbana.

3.1. Búsqueda de documentos

En primer lugar, se hizo una búsqueda general de las últimas publicaciones realizadas en la plataforma Scopus, abordando artículos relacionados con la eliminación y filtración de metales pesados en agua pluvial, materiales empleados para la filtración y métodos de filtración de metales en aguas de escorrentía urbana. La búsqueda se realizó tanto a nivel de España como en contexto internacional, ubicando documentos en un rango de tiempo de 10 años, priorizando los más

recientes. Se analizaron las referencias de los estudios seleccionados, con la finalidad de tener soportes confiables y extraer estudios de importancia para el desarrollo de la revisión bibliográfica.

3.2. Criterios de inclusión y exclusión

En el desarrollo del trabajo se tomaron como criterios de inclusión documentos en relación con los metales pesados, eliminación de metales pesados, métodos de filtración para metales pesados, sistemas y materiales usados para la eliminación de metales pesados, relacionados con agua de escorrentía urbana. En cuanto a los criterios de exclusión no fueron incluidos artículos fuera del rango de tiempo y filtración en agua desalada o residual doméstica.

3.3. Análisis de datos

La información analizada se estructuró en un índice de tres apartados generales; especificaciones de caso, resultados y conclusiones, extrayendo información como: país, autor, año, método y forma de empleo, materiales utilizados, resultados y conclusiones.

4. Resultados

4.1. Avance de las investigaciones desarrolladas sobre filtración de metales pesados en agua de escorrentía urbana

El aumento de la población y la extensión urbanística en las últimas décadas han causado efectos negativos para el medio ambiente y los sistemas hidrológicos, debido al aumento de las superficies impermeables (carreteras, aceras, techos y estacionamientos) viéndose reflejado en la sobrecarga de contaminantes en aguas de escorrentía, contaminación a fuentes superficiales y acuíferos, riesgos por inundaciones y colapsos en los sistemas de drenaje debido a las fuertes lluvias en determinadas épocas del año (Bell et al. 2016; Li et al., 2019). Esto ha llevado a proponer diferentes estrategias sostenibles para la eliminación y control de contaminantes en aguas pluviales con la finalidad de ser reutilizadas o redirigidas a la recarga de acuíferos.

Li et al. (2019) presenta en su investigación el desarrollo y los componentes operacionales de la infraestructura verde (GI) como mecanismos de gestión para aguas pluviales. Dentro del aspecto hidrológico, examina críticamente las políticas de promoción de las GI implementadas en diferentes países. La figura 1 muestra la evolución de tecnologías ecológicas en algunos países como: el caso de Estados Unidos, con el desarrollo de bajo impacto (LID) en 1983; Australia, con el diseño urbano sensible al agua (WSUD) introducido en la década de 1990; China, con la ciudad esponja, y Reino Unido y Alemania, con los sistemas de drenaje urbano sostenible (SUDS), introducidos en el año 2000. Además, realiza una investigación en cuanto a la efectividad que tiene esta tecnología y la tendencia de ser implementada en el mundo.

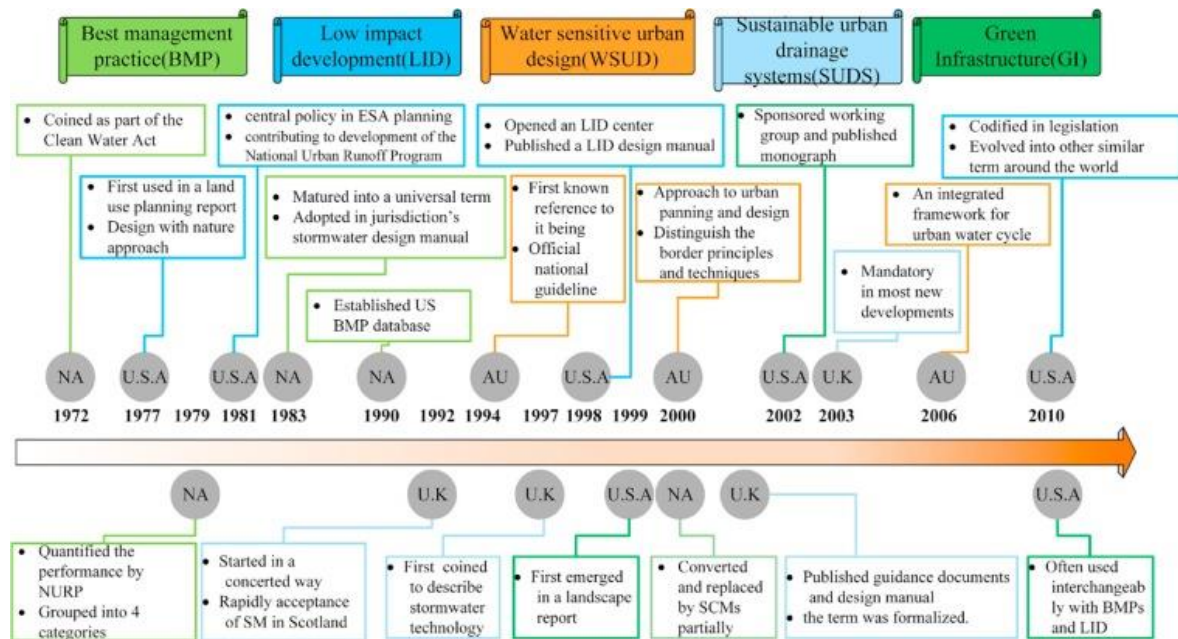


Figura 1 Línea del tiempo del desarrollo y evolución de Tecnologías Sostenibles para la gestión de agua (BMP, LID, WSUD, SUDS y GI), presentada en el artículo *Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review* (Li et al. 2019).

Igualmente, Maniquiz et al. (2016) realizaron una investigación para evaluar el rendimiento de los sistemas de desarrollo de bajo impacto (LID) y la infraestructura verde (GI) aplicados para la eliminación de partículas y metales pesados disueltos (Zn, Pb, Cu, Ni, Cr, Cd y Fe) derivados de la escorrentía de aguas pluviales urbanas. En el transcurso de la investigación se monitorearon 82 eventos de tormentas durante cuatro años en 6 sistemas diferentes, midiendo las concentraciones de iones en determinados rangos de tiempo.

Gavrić et al. (2019) esboza en su investigación una revisión sistemática de artículos empíricos asociados con la calidad del agua de escorrentía, a través de sistemas de filtración por franjas de césped y tiras de filtro de césped (GS y GFS, como indican sus siglas en inglés). Plantea características de los mecanismos, el transporte y flujo de contaminantes e indica como los estudios realizados en cuanto al tema se centran en la eliminación de contaminantes asociados con la escorrentía urbana dejando de lado nutrientes, hidrocarburos asociados al tráfico, sustancias que requieren oxígeno, cloruro y bacterias indicadoras fecales.

Joseph et al. (2019) resume el estado actual de las investigaciones sobre la eliminación de metales pesados, haciendo énfasis en materiales adsorbentes de

bajo costo que pueden ser de fácil adquisición para países en desarrollo. Esta revisión evalúa el uso de materiales adsorbentes de cuatro categorías principales: residuos agrícolas, suelos naturales y depósitos minerales, biomasa acuática y terrestre, y otros materiales de desecho disponibles localmente. Además de proporcionar información necesaria para el uso de adsorbentes, los mecanismos implementados en la eliminación de metales y la influencia de los parámetros obligatorios para la ejecución del tratamiento.

El agua de escorrentía urbana presenta una carga contaminante capaz de cambiar las condiciones medioambientales de las aguas superficiales. Con la finalidad de mitigar la degradación de los cuerpos receptores de agua se han implementado prácticas de gestión de aguas para la filtración de materiales tóxicos como los metales pesados, por ejemplo, Cu, Pb y Zn. El hormigón permeable es un ejemplo estructural reflejando las BPM, cuyo propósito es proporcionar un almacenamiento a corto plazo de aguas pluviales, aumentar la infiltración y reducir el volumen de escorrentía. Vadas et al. (2017) elaboraron un ensayo piloto examinando la lixiviación y retención de metales (Cu, Pb, Cd y Zn) en aguas pluviales sintéticas a través de columnas de hormigón permeable, evaluando la eficiencia de este material dispuesto en el medio urbano para la recolección de agua de lluvia.

Zhao et al. (2014) realizó un estudio de monitoreo de calidad del agua de lluvia almacenada mediante un sistema de pavimento de asfalto poroso en presencia de materiales adsorbentes como basalto, piedra caliza y basalto + piedra caliza. Se realizó un seguimiento en parámetros de pH, conductividad eléctrica, concentración de plomo (Pb) y zinc (Zn). Este procedimiento se llevó a cabo en las aguas almacenadas durante 29 días. Los resultados obtenidos confirmaron la eficiencia en el uso de pavimentos de asfalto poroso para la retención de sustancias contaminantes en sus respectivos tanques de almacenamiento. Igualmente, Gomez et al. (2011) presentó una investigación centrada en el diseño y construcción de estacionamientos de pavimento permeable, con el propósito de almacenar agua de buena calidad para subsanar demandas de agua no potable en usos agrícolas, industriales y domésticos. En total se construyeron 45 bahías

diseñadas experimentalmente para medir el nivel del agua almacenada y su calidad.

China se ha visto afectada por el incremento exponencial de la población y con ello la escasez del recurso hídrico. Las aguas pluviales han marcado una diferencia en la implementación de éstas en proyectos de cosecha. Estos proyectos se ven amenazados por la falta de calidad en las aguas de escorrentía utilizadas debido a falta de infraestructura óptima, funcionamiento y gestión hídrica. Liu et al. (2019) expone en su investigación los filtros lentos de arena como mecanismos de filtración de contaminantes en aguas pluviales basados en el método convencional de filtración en arena lenta, indicando la eficiencia y rendimiento en la eliminación de contaminantes tales como, metales pesados, amoníaco, microorganismos, materia orgánica y turbidez.

Las características fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas de lluvia recolectadas en las carreteras, patios, aceras y estacionamiento presentan cargas contaminantes lo suficientemente elevadas para causar daños al medio ambiente y además, pueden traer consigo consecuencias negativas en los diferentes usos que se les confiere. Para ello existen actualmente diferentes técnicas de filtración convencionales que permiten que las aguas pluviales sean reutilizadas para descarga de inodoros, riego de jardines, actividades de lavado, usos ornamentales y protección contra incendios, siguiendo los parámetros de calidad admisibles estipulados en la normativa. Ortega et al. (2019) hace referencia en su estudio a procesos de separación por membranas empleado las técnicas de microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF), con la finalidad de evaluar la gestión de las aguas pluviales y con control de contaminantes del efluente después de pasar por cada una de las técnicas de MF y UF. Igualmente, realizó una comparación del permeado obtenido con las pautas estadounidenses, australianas, españolas y brasileñas.

Australia se ha destacado por la implementación de nuevas tecnologías sostenibles, a partir de la introducción del diseño urbano sensible al agua (WSUD) en la década de 1990. Kus et al. (2013) realizaron una planta de tratamiento a escala piloto para filtrar aguas pluviales, partiendo de una filtración en un lecho de carbón activado granular y una membrana de ultrafiltración (UF), con el objetivo de

eliminar sólidos suspendidos, concentraciones de turbidez, microorganismos y metales pesados. El sistema fue empleado por 120 días, evaluando el rendimiento y mejora en la calidad de aguas basándose en las Directrices australianas de agua potable de 2004.

4.2. Modelos y métodos de filtración empleados en las tecnologías para eliminación de metales pesados en agua de escorrentía urbana

4.2.1. La infraestructura verde (GI)

La infraestructura verde (GI) se introdujo por primera vez en Maryland con un enfoque en la gestión de aguas de lluvia, originado a partir de las buenas prácticas de manejo (BPM) con el objetivo de mitigar los problemas infraestructurales mencionados anteriormente y mejorar la calidad de estas aguas para usos agrarios, domésticos e industriales. Las GI definen una red interconectada con elementos naturales y seminaturales proporcionando múltiples funciones y servicios ecosistémicos, incluyendo beneficios ecológicos, económicos y sociales positivos para los humanos y otras especies (Sussams et al. 2015). Se ha implementado en diferentes países del mundo a través de enfoques similares, utilizando métodos como la filtración del suelo, adsorción química y procesos biológicos.

El objetivo principal de esta tecnología radica en mantener una diversidad hidrológica en los cuerpos receptores donde es vertida esta agua. Este propósito es logrado a través del uso combinado de vegetación, topografía, suelo y sistemas de bioingeniería, que contribuyen a la reducción de la cantidad de aguas pluviales y disminuyen las concentraciones de nutrientes, iones de metales pesados y sustancias tóxicas. Teniendo en cuenta que son tecnologías de bajo costo de inversión y mantenimiento, las GI se pueden adaptar fácilmente sin causar daños ecológicos en diversos lugares, reduciendo costos en la implementación de tecnologías convencionales (Liu et al. 2014).

4.2.1.1. Mecanismos de implementación de las GI

Las GI se enfocan en el tratamiento de la escorrentía de aguas pluviales contaminadas antes de ingresar a acuíferos, arroyos u otros cuerpos de agua receptores utilizando métodos ecológicos, como la filtración del suelo, la sorción química y los procesos biológicos (Li et al. 2019). Existe gran variedad de mecanismos para la operación de la infraestructura verde. El artículo revisado hace referencia a las dos metodologías más empleadas: biorretención y pavimento permeable.

I. Biorretención

Es una depresión ajardinada compuesta de tres capas filtrantes (vegetación, suelo y almacenamiento) donde se utilizan diferentes procesos químicos, biológicos y físicos de plantas, lechos microbianos y tipos de suelos, teniendo como finalidad la eliminación de contaminantes disueltos por la escorrentía urbana, la reducción del flujo y volumen de las aguas, además de generar un aumento en la evapotranspiración por la adsorción generada al filtrar a través de la vegetación y el suelo (Mangangka et al. 2015).

El estudio de sistemas de biorretención realizado por Liu et al. (2020) en la universidad de Hohai, China, se llevó a cabo a través de dos columnas de biorretención a escala de laboratorio operadas durante 121 días, diseñadas en plexiglás de forma rectangular con una dimensión de 15 cm de largo por 15 cm de ancho y una altura de 50 cm, divididas en cinco capas, una capa de siembra (5 cm), una capa de suelo del jardín de la universidad, triturado y tamizado con el fin de retirar piedras y raíces (10 cm), una capa de relleno de zeolita y cerámica con un tamaño de partícula de 2-4 mm usados debido a su capacidad de sorción (30 cm), una capa de filtración arena de cuarzo y grava como filtros de drenaje con un tamaño de partícula de 2-4 mm y 4-8 mm, respectivamente y la capa de drenaje (2 cm). Se colocó adicionalmente un geotextil permeable con la finalidad de evitar la erosión del suelo. Para el monitoreo de sistema se empleó agua de lluvia simulada que contenía una concentración de 0,4 mg/L de Pb.

El desempeño de los biorreactores para la eliminación de Pb fue superior a 78%, la acumulación de Pb en el suelo de la columna fue de 37,234 mg/kg, mientras que en la capa de relleno fue de 1,4 mg/kg después del tiempo estimado de 121 días, lo que corrobora estudios previos que señalan que el Pb se retiene principalmente en la capa superior entre los primeros 2 a 10 cm del medio filtrante. Esto se debe a la adherencia del Pb en partículas de mayor tamaño ya que estas tienden a retenerse en las capas superiores. Los resultados obtenidos por el investigador indican que el Pb inhibe la eliminación de la DQO en la capa de suelo y afecta a la eliminación de materia orgánica al quelar la misma y cambiar su composición (Liu et al. 2020).

II. Sistema de pavimento permeable (PPS)

Los sistemas de pavimento permeable se constituyen con una superficie de pavimento poroso y permeable, un sistema de almacenamiento abierto y un drenaje subterráneo, con el propósito de recargar aguas subterráneas basándose en la infiltración y evaporación de aguas de escorrentía urbana, siendo esta una forma efectiva de reducción el volumen y el flujo máximo de las aguas pluviales en épocas de precipitación excesiva (Li et al. 2019).

Para la implementación de estos procesos es importante tener en cuenta según el modelo a desarrollar, indicadores de infiltración, depresión, evaporación y caudal máximo. El estudio diseñado por Lin et al. (2020) en China, evaluó el riesgo potencial de contaminación por metales pesados en aguas subterráneas, utilizando un sistema de PPS con el fin de eliminar las cargas contaminantes para la recarga de acuíferos. En este estudio, se construyó un sistema de PPS empleando ladrillos permeables de cerámica formando un pozo con estos, además, se incluyó una capa base de arcilla (1,0 m), una capa de nivelación con arena rugosa (2,0 cm), una capa de grava (15 cm) y una capa relleno de roca volcánica (VC), escoria de carbón (CS), limaduras de hierro (IF) y grava (G). Las dimensiones empleadas en el dispositivo fueron de 0,8 m x 0,8 m y una altura de 1,5 m y se colocaron un total de 16 ladrillos con una porosidad que variaba de 24,82% a 9,75%. El sistema se llevó a funcionamiento en forma de bombeo y distribución rotativa, con agua de lluvia preparada con una concentración inicial de Cu 0,4 mg/L, Zn 0,6 mg/L y Pb 0,5 mg/L, tomando muestras cada 10 min por un tiempo determinado de 2 horas.

Como resultados de este estudio las tasas de eliminación para Cu y Zn se encuentran dentro de los estándares establecidos para aguas subterráneas, mientras que el Pb presenta concentraciones mayores sin estar por encima de los límites establecidos por la normativa. Las concentraciones de Zn resultaron menores que 0,05 mg/L, lo que indica que podría ser útil en diversos campos, las concentraciones de Cu están por debajo de 0,1 mg/L siendo esta apta para aplicación en áreas de protección primaria del agua de fuente superficial y las concentraciones de Pb fueron menores a 0,1 mg/L, indicando que esta agua puede ser utilizada en aplicaciones agrícolas e industriales. Los metales pesados tienden a adherirse en las partículas suspendidas, facilitando su eliminación en las primeras capas de los dispositivos de filtración (Lin et al. 2020).

4.2.2. Sistemas de desarrollo de bajo impacto LID

El término desarrollo de bajo impacto o LID como indican sus siglas en inglés, fue implementado por primera vez en Canadá y Estados Unidos en 1983. Diseñado en conjunto con el ordenamiento territorial de estos países, mediante un enfoque hidrológico para aguas pluviales de escorrentía urbana, con el fin de mitigar impactos negativos en la infiltración de aguas de lluvia sobre el suelo. Esta tecnología busca la implementación de infraestructuras verdes que permitan la infiltración, almacenamiento y evaporación de agua pluvial, además, del filtrado de contaminantes que pueden generar impactos negativos en las fuentes receptoras y el medio ambiente. Entre las prácticas más comunes y con mayor capacidad de retención de los sistemas LID se encuentran: biorretención, zanja de infiltración (TI) jardín de lluvia (RG), humedal construido, filtro de caja de árbol (TBF), etc. (Maniquiz et al. 2016).

En la investigación desarrollada por Maniquiz et al. (2016) en la Universidad Nacional de Kong ju, en Corea, se construyeron seis tecnologías entre las que se incluyen TI (1 y 2), TBF, RG y humedales híbridos (HCW-1 y 2). Estos procesos permiten la captura y eliminación de metales pesados presentes en el agua de escorrentía de carreteras impermeables, estacionamientos y cubiertas de techos. Cada sistema está diseñado con un lecho de entrada, medio de filtración (filtros de arena, grava o astillas de madera, carbón activo granular, espongilita, sílice y

zeolita), unidades de almacenamiento y salida, con una capacidad de almacenamiento que varía entre 1,76 a 9,6 m³ y un área de superficie de 2,25 a 10,8 m². En ubicaciones donde la carga de sedimento es alta se utilizó un tanque de pretratamiento. Se tomaron muestras del agua durante 82 eventos de tormenta monitoreados entre 2010 y 2013 en cada uno de los sistemas.

Entre los metales monitoreados en el agua de escorrentía se detectaron concentraciones de metal total, el Fe y Zn representaron las concentraciones más altas entre 0,97 a 15,06 mg/L y 0,17 a 1,04 mg/L, respectivamente, mientras que las concentraciones descritas para Pb, Cr, Cu y Ni presentaron concentraciones bajas que oscilan entre 0,1 y 0,4 mg/L. El proceso de filtración tuvo un tiempo de retención de 1 a 3,6 h.

Los estudios mostraron como resultados que los metales como Cu, Cr y Ni en la escorrentía tienen niveles de solubilidad más alta, lo que los hace más difíciles de eliminar. Ante esto, se pueden utilizar aniones para formar carbonatos insolubles o adsorbentes, para la formación de partículas suspendidas y así podrían ser inmovilizados por las capas de sustrato. El Pb, Fe y Zn estaban principalmente unidos a partículas en un 40-90% de los casos, lo que resulta conveniente para los sistemas empleados ya que estas partículas se retienen en las primeras capas de sustrato. También hubo casos en que dichos metales se dividieron proporcionalmente entre las fases disueltas.

Se reveló que los metales se adhieren a los sólidos suspendidos aumentando su concentración, lo que indica que pueden elevarse cuando la escorrentía presenta niveles de turbidez muy elevados, haciendo que los metales se laven a diferentes velocidades de flujo. Igualmente, se observó que los metales disueltos tienen concentraciones relativamente bajas que oscilan entre 0,06 y 0,28 mg/L, aumentando muy poco su concentración en presencia de sólidos suspendidos (Maniquiz et al. 2016).

4.2.3. Extensiones de césped y franjas de filtro de césped (GS-GFS)

Los GS y GFS son instalaciones modernas de infraestructura dura o blanda, incluidas en las tecnologías verdes, utilizadas en pequeñas superficies o en gran escala. Estos modelos tienen como principal función la eliminación de partículas contaminantes a través de la sedimentación, la eliminación de la fracción disuelta por adsorción, precipitación química, degradación microbiana y absorción por plantas y el control de las aguas pluviales. El principal proceso característico de esta tecnología verde es la absorción que depende de la composición del área de la superficie de los GS y GFS, y del contaminante en sí, además del pH, la conductividad eléctrica, la temperatura y el potencial de oxidación-reducción. Las franjas de césped y tiras de filtro utilizan materiales como: redes geosintéticas, hierba, arena, grava y, en algunos casos, limo y arcilla.

En los estudios aportados previamente en la investigación de Gavrić et al. (2019) se resalta la comparación de diferentes diseños de GS y GFS para la reducción de las concentraciones de las trazas de metal (TM), derivadas del tráfico, actividades industriales, lavado y corrosión de edificios, deposición atmosférica, lixiviación de la corteza terrestre e impurezas procedentes de la utilización de productos químicos y el mantenimiento de carreteras. Dentro de las concentraciones monitoreadas en el agua de lluvia a tratar (agua cruda), se encontró que las cargas atmosféricas pueden presentar concentraciones de hasta 24% y 22% para Cu y Zn, respectivamente. Para los demás metales no se establecieron concentraciones iniciales. En el desarrollo de estos métodos es importante destacar parámetros como la pendiente para GFS (5-52%) y GS (0,73-7,3%), la superficie vegetativa, su altura y densidad, y la compactación inicial del suelo.

Los resultados obtenidos fueron sustancialmente positivos ya que las concentraciones de TM en las muestras tomadas en el efluente resultaron ser más bajas que en el influente. Esto se debe a la retención que se ejerce en las primeras capas de las franjas de césped, mientras que las TM disueltas se reducen por la adsorción de plantas y degradación microbiana. La eliminación promedio para TM total y disuelta en las aguas de escorrentía tratada se muestra a continuación, en la tabla 1, encontrando rangos de eliminación de metales pesado entre 90-60% (Ni

y Cr), 55% (Cd), 58% (Cu), 60% (Pb), 69% (Zn) y 81% (Fe). Según los ensayos expuestos en la investigación, los metales más comunes en las aguas de escorrentía son Cu, Pb y Zn; los metales que se encuentran generalmente en fase disuelta son Zn, Cd, Cu y Ni, mientras que el Pb y Cr se encuentran en fracción particulado, siendo estos últimos más complejos de reducir o eliminar. El ensayo desarrollado en este estudio tuvo un tiempo de retención de 40-400 s.

Tabla 1 Promedio de eliminación (%) de la concentración para trazas de metal (TM) por medio de modelos GS y GFS.

Trazas de metal (TM)	Reducción de TM total (%)	Reducción de TM disuelto (%)
Zinc (Zn)	69	52
Plomo (Pb)	60	42
Cobre (Cu)	58	28
Cadmio (Cd)	55	43
Hierro (Fe)	81	37
Manganeso (Mn)	76	-
Aluminio (Al)	60-90	5-29
Níquel (Ni)	60-90	5-29
Cromo (Cr)	60-90	5-29

4.2.4. Implementación de materiales adsorbentes de bajo costo

Los métodos de eliminación de metales pesados con materiales adsorbentes de bajo costo trabajan de dos formas, la primera es la adsorción de la superficie, donde los iones de metales pesados migran por difusión a la superficie del adsorbente uniéndose en ésta. La superficie cuenta con una carga opuesta a la de los iones de metales pesados lo que ocasiona la reducción de los iones hasta que son posteriormente eliminados de la disolución. Este tipo de adsorción se logra mediante las fuerzas de Van Der Waals, las interacciones dipolares o la unión de hidrógeno. La segunda forma de eliminación de metales pesados bajo el método de adsorción es la adsorción intersticial, donde los iones de metales pesados se difunden hacia el adsorbente y se adsorben a las superficies en el interior del material. Este tipo de eliminación de metales pesados se da a través de adsorbentes microporosos (Zhang 2011).

En la investigación realizada por Joseph et al. (2019) se presentan tres categorías de materiales adsorbentes de bajo costo para la eliminación de metales pesados. Entre estas categorías se encuentran (i) residuos agrícolas, (ii) suelos naturales y depósitos minerales, y (iii) biomasa acuática y terrestre.

- i. Los residuos agrícolas representan una fuente de adsorción abundante y efectiva para la eliminación de metales pesados en aguas. Entre los adsorbentes más eficientes se ha identificado el compost de estiércol lácteo, demostrando que este material puede lograr eliminar metales como el Zn (II) hasta 15,5 mg/L Cu (II) hasta 27,2 mg/L y Pb (II) hasta 95,3 mg/L. Los desechos residuales del arroz como el salvado y la cáscara son eficientes en la eliminación de Ni (II), Zn (II), Cd (II), Mn (II), Co (II), Cu (II), Pb (II) con una adsorción máxima que va desde 5,5 a 58,1 mg/L. Para el Cr (VI) se ha demostrado una tasa de eliminación significativa, mayor a 95%, con una capacidad máxima de adsorción de 8,5 mg/L en casos donde el pH es menor a 3,0. Igualmente, se destacan los residuos de cáscara de maní logrando una adsorción de Pb (II) de 39 mg/L.
- ii. Los suelos naturales y depósitos minerales (zeolita, roca de fosfato, musgo, bentonita y mineral de Mn-oxihidróxido) tienden a tener afinidad por los metales pesados. Debido a sus características heterogéneas tienen la capacidad de formar precipitaciones de carbonatos e hidróxidos metálicos que permiten en ocasiones la solubilidad de los metales presentes en una solución acuosa, junto con propiedades fisicoquímicas, como la densidad de carga, la electronegatividad, y la constante de hidrólisis. En la investigación aportada por Joseph et al. (2019) se enfatiza en los resultados obtenidos para Pb, Cd y Cu donde se lograron capacidades de eliminación de 88,7-118,7 mg/L, 32,0–50,2 mg/L y 25,4–31,4 mg/L respectivamente.
- iii. La biomasa acuática y terrestre se basa en la biorremediación por medio de árboles, plantas y otros materiales de origen terrestre y acuático. La *Moringa oleífera* (MO) siendo un árbol tropical que soporta grandes sequías, se ha utilizado para el tratamiento de aguas, teniendo una tasa

de eliminación alta, mayor al 90%, para Cd (II), Fe (II), Cr (III), Zn (II) y Cu (II). Sin embargo, para el caso del Pb (II), presente en aguas residuales, no muestra una relación efectiva en su eliminación. Los helechos arbóreos, debido a sus estructuras celulósicas contienen cargas negativas que hacen que tengan gran afinidad con los cationes metálicos. En los estudios realizados se determinó que logran capacidades de adsorción de 7,6 mg/L, 10,6 mg/L y 39,8 mg/L para Zn (II), Cu (II) y Pb (II), respectivamente. El aserrín de arce es otro material empleado en la investigación debido a su capacidad de adsorción, que demostró una tasa de eliminación de más del 80% para Cr (VI).

4.2.5. Columnas de hormigón permeable

El hormigón permeable es un elemento característico de las BPM, diseñado para proporcionar un almacenamiento de agua a corto plazo, aumentar la infiltración y reducir la escorrentía. El hormigón permeable se diferencia del hormigón convencional por la limitación de finos en su mezcla. Este hecho hace que el material tenga una red porosa que lo convierte en un medio filtrante adecuado para gruesos. Cuando el agua pluvial se filtra a través de este hormigón permeable mejora su calidad al reducir el contenido neto de partículas suspendidas en más de un 80%. Este método ha mostrado una gran efectividad para la eliminación de SST en agua de escorrentía ya que, como se menciona anteriormente, los metales pesados suelen adherirse en las partículas sólidas, provocando que una fracción de éstos sea eliminada por medio de los SST. Sin embargo, los pavimentos permeables pueden lograr eliminar hasta un 70% de las partículas de metales disueltos, como en el caso del Cu, Zn o Pb. La captura de las partículas en el hormigón permeable depende del tamaño de los poros, la distribución del tamaño de las partículas y la carga de sedimentos (Sansalone et al. 2012).

En el ensayo desarrollado por Vadas et al. (2017) se construyeron nueve columnas de hormigón permeable divididas entre material de estacionamiento y material del garaje de estacionamiento, envueltas en dos capas de parafilm, insertadas en una tubería de PVC de 20,2 cm de longitud y 10,2 cm de diámetro exterior. Cada columna de hormigón permeable estaba apoyada en la parte inferior

por tres cuñas de PVC colocadas de manera uniforme alrededor de los bordes. La columna se selló en la parte superior con una gota de silicona colocada alrededor del borde superior de la columna, ubicado a 2,54 cm del borde superior de la tubería de PVC. Estas condiciones aseguraron que el flujo pasara solo a través de la matriz de hormigón permeable y sin flujo preferencial. Se hizo pasar agua de lluvia sintética o agua de lluvia a través de cada columna, utilizando una bomba peristáltica, como se muestra en la figura 2.

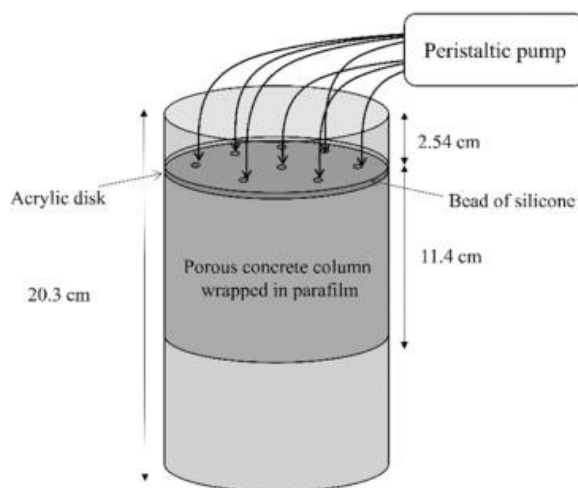


Figura 2 Columna de hormigón permeable. tomado de la investigación de Vadas et al. (2017)

El ensayo consistió en bombear 150 ml de disolución (agua de lluvia simulada) a través de la columna a una velocidad de flujo fija, imitando intensidades de lluvia comunes en el noreste de los EE.UU. En el ensayo se tomaron como referencia dos tipos de agua simulada, una con condiciones de estacionamiento abierto y la otra de un garaje de estacionamiento. Los límites mínimos de detección de los metales fueron de 0,1 $\mu\text{g/L}$ para Cu, Zn y Cd y 0,01 $\mu\text{g/L}$ para Pb.

Según los resultados obtenidos en el desarrollo de la práctica de columnas de hormigón permeable en cuanto a las características químicas, el material de estacionamiento estaba más contaminado por metales traza. Las concentraciones de Pb fueron las más altas, seguidas por el Cr, Cu, Zn y Ni, y por último el Cd para el material del estacionamiento, encontrándose en el material de garaje del estacionamiento en rangos inferiores. Igualmente, se presentaba mayor concentración de Fe y Cr en el caso del garaje de estacionamiento, como se muestra en la tabla 2.

Tabla 2 Concentraciones iniciales del agua cruda depositada en las columnas de hormigón. Tomado de la investigación de Vadas et al. (2017).

Muestra	Fe (mg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Zn (µg/g)	Ni (µg/g)	Cd (µg/g)	Pb (µg/g)
Estacionamiento	1,2	2,1	5,6	7,5	0,02	0,02	1,06
Garaje de estacionamiento	0,51	2,9	3,0	7,4	0,83	0,01	3,7

Los investigadores observaron que en las tormentas simuladas de baja intensidad había un alto porcentaje de metales de aproximadamente 60-80% con un total mayor a 75 µm, mientras que en los eventos de tormenta fuertes estos porcentajes eran más reducidos. El hormigón permeable tuvo una retención del 80% para partículas menores a 2 mm. Las eficiencias de eliminación para las columnas con partículas de estacionamiento fueron del orden de 85-95% para Cu, 30-95% para Zn, 60-90% para Cd y 95 % para Pb, siendo muy similar con las partículas de garaje, lo que sugiere que el hormigón permeable fue el principal responsable de la retención de metal en ambos casos. Estos resultados confirman que el hormigón permeable pueda ser eficiente, debido a que las partículas suspendidas de menor tamaño tienden a tener mayor adherencia de metales y por ende la filtración de los metales resulta ser más efectiva. Se obtuvo en general una retención de partículas mayor a 98% (Vadas et al. 2017).

Otro estudio realizado por Zhao et al. (2014) sobre eliminación de plomo y zinc en agua de escorrentía, expone el uso de columnas de pavimento asfáltico poroso con periodos de almacenamiento de 29 días, en tres depósitos llenos de basalto, piedra caliza, y basalto + piedra caliza. Fueron diseñados con redes integradas de espacios vacíos por donde discurre el agua recolectada de las carreteras a través de la superficie, llegando finalmente al cuerpo receptor. La implementación de este sistema trae beneficios en cuanto a la hidrología física, reduciendo el volumen y la velocidad de la escorrentía, además, de mejorar la calidad de agua reduciendo la carga contaminante que contiene, por el arrastre de sustancias a lo largo de su recorrido.

Se instalaron tres plataformas llenas de basalto y piedra caliza a escala de laboratorio. Los tres depósitos fueron sometidos a eventos de tormentas simultáneas con aguas sintéticas a través de un simulador de lluvias, representando concentraciones iniciales de 0,51 mg/L para Zn y 21,24 mg/L para Pb. Las columnas se construyeron de acero inoxidable con un diámetro de 15 cm y una altura de 70 cm, como se muestra en la figura 3. Las columnas están integradas por una subbase de geotextil tejido, una capa de 35 cm de piedra triturada con un tamaño de 13,2 mm (basalto 100%, piedra caliza 100% o basalto 50% + piedra caliza 50%), una capa de 12 cm de asfalto poroso estabilizado y una capa superior de 9 cm de asfalto poroso tipo grava.

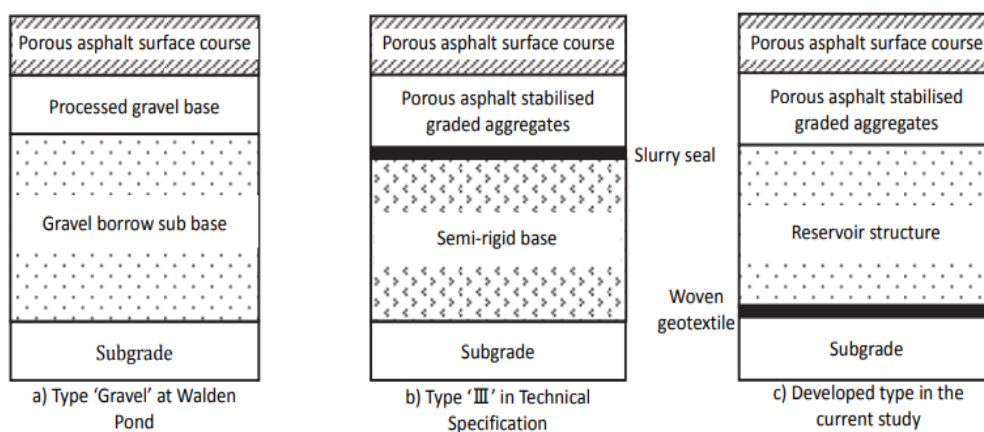


Figura 3 Diseño de las columnas de asfalto poroso. tomada de la investigación de Zhao et al. (2014).

Los resultados obtenidos por el muestreo realizado para este ensayo partieron con una conductividad eléctrica mayor en los depósitos que contenían basalto, mientras que los depósitos con basalto + caliza presentaban una conductividad y pH menor a la de los otros dos depósitos. Los niveles de pH presentados en el ensayo fueron de 5,9, 6,1 y 6,0 para piedra caliza, basalto y basalto + piedra caliza, respectivamente. En cuanto a la eliminación de la concentración de Pb y Zn se muestra que la columna cargada con basalto + piedra caliza disminuyó las concentraciones a 2,35 mg/L para Pb y 0,19 mg/L para Zn. La columna construida con basalto tuvo una disminución de concentración de hasta 2,60 mg/L para Pb y 0,14 mg/L para Zn. Por último, la columna de piedra caliza presentó concentraciones finales de 1,70 mg/L de Pb y para el Zn presentó nivel de deficiencia (ND) debido a que las concentraciones se encontraron por debajo de

los límites detectables. Los resultados obtenidos muestran una eliminación eficiente de 87,72-91,98% para Pb y 62,55-99,90% para Zn. Sin embargo, se sugiere que el agua almacenada procedente de los sistemas de pavimentos de asfalto poroso no sea utilizada para riego, ni regenerada para uso urbano, a no ser que se le realice un tratamiento posterior (Zhao et al. 2014).

4.2.6. Bio-Slow Sand Filtration (SSF)

Las tecnología de filtración lenta de arena se ha desarrollado en zonas rurales de China. Han demostrado un simple nivel operacional, bajo mantenimiento, bajos costos de instalación y una alta efectividad de filtración de contaminantes, generando un agua segura para consumo. Los SSF se implementaron por primera vez en Gran Bretaña, en 1870, para tratar agua del río Támesis. A partir de esto, este sistema se ha adoptado en la India, Sudamérica y Europa, demostrando una gran efectividad en la filtración de contaminantes presentes en el agua como virus, quistes de esporas de giardia, oocistos de criptosporidio y otros microorganismos patógenos presentes en el agua (Liu et al. 2019).

Liu et al. (2019) en su estudio investiga la mejora de los SSF convencionales, a través de la filtración lenta de arena. Las columnas construidas para este ensayo tienen tres componentes importantes: un tranque de admisión, una bomba peristáltica y un filtro lento de arena. Se utilizaron tres reactores con un diámetro inferior de 0,2 m y una altura de 1,5 m llenos de arena de cuarzo, con un tamaño de grano efectivo de 0,18, 0,38 y 0,98 mm, y una porosidad de 40,5, 43,2 y 42,3%, respectivamente. El estudio se llevó a cabo con agua de lluvia simulada con una concentración inicial de 2,74 mg/L, 1,58 mg/L, 4,8 mg/L, 0,29 mg/L, 1,85 mg/L y 0,39 mg/L para Cu^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Mn^{2+} y Pb^{2+} , respectivamente.

Los resultados obtenidos en un periodo de 150 días muestran la efectividad de estos sistemas en la eliminación de metales pesados para reducir las concentraciones de los metales hasta 96%, 95%, 95%, 80%, 70%, y 60% en Cu^{2+} , Cd^{2+} , Fe^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} y Pb^{2+} , respectivamente. La eficiencia de eliminación por medio de el filtro de arena lento fue de, aproximadamente, 95% para nitrógeno amoniacal y del 20-30% en partículas de carbono orgánico. Los resultados

anteriores indican que esta tecnología es sumamente efectiva al momento de eliminar metales pesados y otros contaminantes, pero presenta un inconveniente con la carga de turbidez y se sugiere usar una filtración adicional para la eliminación de la misma (Liu et al. 2019)

4.2.7. Filtración por membranas de microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF)

La MF y UF son técnicas de filtración por membranas que emplean como fuerza impulsora la presión. Ambas técnicas se diferencian por el tamaño del poro de la estructura filtrante y el tipo de compuestos capaces de separar. La MF permite la retención de partículas suspendidas en un rango de 0,02-10 μm . La presión que empleada este método es baja, no superior a 2 bares y la más usual es de 0,5 bares. Las aplicaciones típicas incluyen la purificación y filtración estéril de soluciones sensibles al calor, producción de agua pura y tratamiento de aguas residuales. Por otro lado, la UF permite purificar o eliminar partículas en suspensión o las soluciones macromoleculares. Los tamaños de los poros de la membrana se encuentran en un rango de 0,001-0,1 μm y opera con presiones no superiores a 10 bares (Vera 1998).

Ortega et al. (2019) presentó una investigación sobre un estudio relacionado con métodos de MF y UF. El desarrollo de este estudio se llevó a cabo a partir de aguas pluviales recolectadas de una superficie de asfalto por seis tanques de almacenamiento. La superficie de asfalto tenía un área de 1177,18 m^2 y una pendiente promedio de 7%, y estaba ubicada en el estacionamiento de la Universidad de Passo Fundo, Brasil. El muestreo se realizó en un lapso de 2 meses, aproximadamente, entre agosto y septiembre de 2016. Dentro de este tiempo se tomaron 6 muestras fisicoquímicas y microbiológicas. Se utilizaron membranas de fibra hueca de MF y UF, de poliamida y polietersulfona, con un tamaño de poro de 0,4 μm y 50 kDa, respectivamente, una longitud de 0,25 m, un diámetro de 0,075 m, y un área de filtración de 0,12 m^2 para ambos casos.

Se determinó que las membranas de MF tiene una disminución de flujo inicial de 50% en periodos cortos de 40–135 min, debido a que son más propensas a

ensuciamiento rápido por la acumulación de material particulado y coloidal en los poros, lo que llega a afectar a su rendimiento, incluso después del retrolavado. Las membranas de UF mostraron un comportamiento más uniforme y un flujo de permeado más estable después del retrolavado, siendo éste un 50% del inicial en intervalos más largos, de 105-160 min (Ortega et al. 2019).

Los resultados obtenidos en este ensayo enmarcan concentraciones de metales pesados encontrados en las aguas pluviales procedentes de la erosión del suelo y pavimento, tráfico, gases de escape y abrasión de neumáticos y frenos, recolectadas en el estacionamiento. Las membranas UF presentaron tasas de eliminación más altas para metales pesados como Fe (92,14%) y Ni (61,90%). El hierro puede ser adsorbido por el suelo o la materia orgánica que proviene de áreas verdes y cultivos cercanos. Además, se determinó que los rellenos de calcita, zeolita y hierro en los sistemas de filtro pueden lograr eficiencias de eliminación de 90–100% para Cd, Cu, Pb, Ni, Cr y Zn. Las membranas de MF, por su parte, presentan niveles de eliminación más altos en Zn y Fe, con un porcentaje de 51,41 y 73,96%, respectivamente (Tabla 3).

Tabla 3 Tasa de eliminación para metales pesados por MF y UF en agua de escorrentía urbana.

Parámetros	Concentración inicial	Tasa de eliminación MF	Tasa de eliminación UF
Cd	0,01-0,06 mg/L	0,027 mg/L	0,23 mg/L
Cu	8,75 mg/L	-	-
Ni	0,05-0,10 mg/L	0,05 mg/L	0,07 mg/L
Pb	0,18-0,22 mg/L	0,18 mg/L	0,18 mg/l
Zn	0,06-0,23 mg/L	0,09 mg/L	0,08 mg/L
Fe	1,81-10,68 mg/L	0,57 mg/L	0,57 mg/L
Cr	0,15-0,39 mg/L	0,27 mg/L	0,27 mg/L

4.2.8. Sistemas de filtración de carbón granular activado (GAC) y membrana de ultrafiltración por gravedad

Se desarrolló un estudio a escala piloto diseñado por Kus et al. (2013) sobre un sistema de tratamiento para aguas pluviales en la ciudad de Sídney, Australia. Su

ejecución se llevó a cabo a través de un tanque de recolección doméstico de aguas de lluvia del tejado de una vivienda ubicada en la zona metropolitana de Sídney, contaminado por el lavado de las superficies del techo por agua de lluvia, basura, descomposición de hojas, materia fecal animal y corrosión de las tuberías empleadas. Consistió en la integración de dos columnas horizontales, una con filtro GAC de 0,3 mm y la otra con una membrana UF, con un área superficial de 0,4 m² y un tamaño de poro de 0,1 µm. Operando por gravedad durante 120 días, con un volumen de 0,4 L cada uno. Para este estudio se seleccionó un tanque PVC residencial donde se almacenaba agua de lluvia, con un volumen de 3.000 L. El sistema diseñado constaba de un pretratamiento con GAC para la eliminación de partículas suspendidas y el plomo adherido a las mismas, además de la reducción de turbidez en agua. Posteriormente, el agua pasaba por la segunda columna de membrana UF. Estos sistemas fueron lavados a contracorriente con la finalidad de determinar el rendimiento de los filtros en condiciones de mantenimiento.

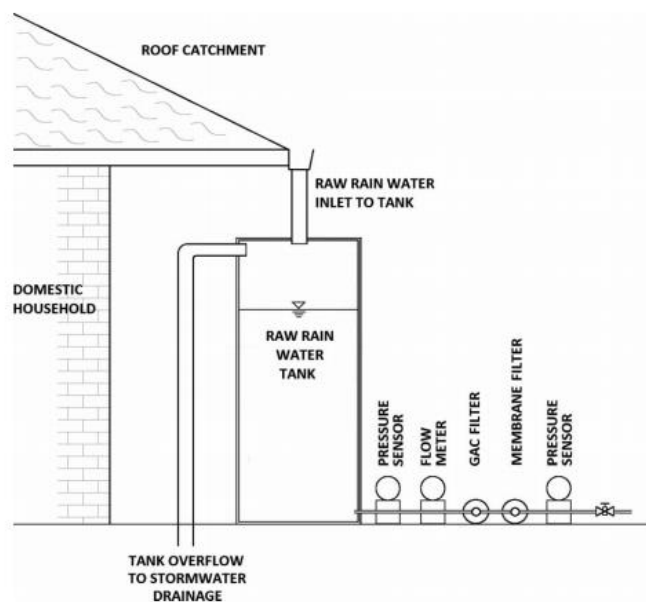


Figura 4 Esquema del sistema de recolección de agua de lluvia doméstica con un sistema de filtro GAC y UF. Tomado del artículo de Kus et al. (2013).

Según los resultados aportados en la investigación, no se encontraron restos de Cd, Se, Ag y Hg en ninguna de las muestras. Otros metales como Al, As, Cu, Fe, Mn y Ni se encontraron en concentraciones inferiores a los límites admisibles. El plomo fue el metal más destacado debido a que su concentración después de pasar por el filtro GAC fue superior a los niveles permitidos, pero al pasar por la membrana UF sus niveles se redujeron a 0,005 mg/L, ubicándose por debajo de los límites

admisibles de 0,01 mg/L para este metal. Igualmente, los niveles de Cr y Zn no se redujeron mucho con respecto a las muestras tomadas en el agua cruda, incluso después de la filtración, debido a que las conexiones del tanque y grifo están compuestas de estos elementos. Se espera que los niveles de concentración de Cr y Zn se encuentren en las muestras tomadas en las residencias. Los niveles de eliminación de metales se muestran en la tabla 4.

Tabla 4 Niveles de eliminación para metales pesados en sistemas combinados de filtro GAC y UF. Tomados del ensayo de Kus et al. (2013).

Parámetros	Límite ADWG	Límite de detección	Agua cruda	Filtro GAC	Filtro GAC y UF	(%) de eliminación
Al mg/L	0,2	0,005	0,011	0,010	< 0,005	>55
Cu mg/L	2	0,001	0,004	0,018	0,027	-
Fe mg/L	0,3	0,005	0,006	0,010	< 0,005	>16
Mn mg/L	0,1	0,001	0,002	0,002	< 0,001	>50
Pb mg/L	0,01	0,001	0,011	0,005	0,005	55
Zn mg/L	-	0,001	0,033	0,514	0,504	-

4.3. Análisis y comparativa de los resultados obtenidos por los ensayos realizados

Según la revisión de los datos aportados por las investigaciones expuestas en el desarrollo de este documento, las tecnologías implementadas presentan una capacidad de eliminación de metales pesados óptima, utilizando métodos cada vez más complejos, incluso destacando la combinación de varios métodos de adsorción capaces de eliminar hasta el 99% de las partículas contaminadas con trazas de metales con la finalidad de adquirir resultados más eficientes en las aguas tratadas. Véase en la tabla 5.

Los métodos con mayor eficiencia implementados para la eliminación de metales pesados en aguas de escorrentía urbana son las tecnologías LID, hormigón permeable y los SSF ya que tiene la capacidad de retener hasta el 96% de las partículas contaminadas con metales, sin necesitar de un tratamiento posterior,

debido a que la mayoría de metales se retiene en las primeras capas del relleno filtrante. Las aguas filtradas a través de estas tecnologías pueden emplearse en agricultura, industria, lavado de calles y en algunos casos de forma doméstica ya que los niveles de contaminación por metales en estas aguas se encuentran dentro de los rangos admisibles expuestos por la OMS (Lin et al. 2020; Liu et al. 2019). En el caso de las tecnologías LID se observó que los metales que tienden a disolverse como es el caso del Cu, Cr y Ni, presentaron concentraciones relativamente bajas encontrándose en un rango de 0,06-0,28 mg/L, estando dentro de los límites admisibles para metales presentes en el agua de lluvia (Maniquiz et al. 2016). Estos métodos se destacan a su vez por implementarse en grandes superficies de terreno como estacionamientos, jardines universitarios y carreteras municipales.

Por otro lado, se encuentran las tecnologías que utilizan membranas de MF y UF siendo estas las más comunes en el mercado para tratamientos de agua residuales en plantas depuradoras, logrando una eficiente retención de metales pesados con filtración previa, capaz de eliminar del 90-100% para Cd, Cu, Pb, Ni, Cr y Zn y del 57,41-61,90% y 73,96-92,14% para Ni y Fe, respectivamente, utilizando una combinación de materiales adsorbentes antes de pasar por la membrana. En esta tecnología se emplean adsorbentes como la piedra caliza, carbón activo granular, zeolita, entre otros (Ortega et al. 2019).

Las tecnologías como los filtros verdes en techos o azoteas y los GS-GFS son implementados a nivel doméstico. Se utilizan para tratar aguas pluviales en menor cantidad, con la finalidad de utilizar dichas aguas para regadío propio, uso doméstico y riego de jardines. Estos mecanismos suelen tener un tiempo de retención de 1-3 horas y tienen la capacidad de adsorber metales como el Pb, Zn, y Cu, Fe y Mn procedentes del lavado en tejados y las emisiones atmosféricas por actividades antropogénicas. Estos filtros tienen una eficiencia mayor al 55% dejando la mayoría de los metales presentes en el agua de lluvia dentro de los límites permitidos para las actividades mencionadas anteriormente. Sin embargo, se ha demostrado la presencia de Zn y Fe en el tanque de almacenamiento final asociado a la corrosión de tuberías, por lo que sugiere que, en el momento de su construcción, se empleen tuberías de PVC o se realice un post-tratamiento (Kus et

al. 2013). Los resultados de la comparativa de las diferentes tecnologías presentadas en el trabajo pueden verse en la tabla 5.

Tabla 5 Comparativa de los resultados obtenidos para eliminación de metales pesados en la revisión bibliográfica realizada en el presente trabajo.

Parámetros	Límites admisibles de metales pesados OMS (mg/L)	Biorretención		PPS		LID		GS- GFS		Columnas de Hormigón permeable						SSF		Mf - Uf			GAC - GAC + UF			
		C _{ini}	C _{fin}	C _{ini}	C _{fin}	C _{ini}	C _{fin}	C _{ini}	C _{fin}	Est C _{ini}	Gar C _{ini}	Est C _{fin}	Gar C _{ini}	Bas+Cal C _{fin}	Bas C _{fin}	Cal C _{fin}	C _{ini}	C _{fin}	C _{ini}	MF C _{fin}	UF C _{fin}	C _{ini}	GAC C _{fin}	GAC + UF C _{fin}
Cd	0,003	-	-	-	-	-	-	-	55%	0,02 µg/g	0,01 µg/g	60-90 %	-	-	-	-	0,29 mg/L	95%	0,01-0,06 mg/L	0,027 mg/L	0,23 mg/L	-	-	-
Cu	2,0	-	-	0,4 mg/L	<0,1 mg/L	0,1-0,4 mg/L	0,06-0,28 mg/L	-	58%	5,6 µg/g	3,0 µg/g	85-95 %	-	-	-	-	2,74 mg/L	96%	8,75 mg/L	-	-	0,004 mg/L	0,01 mg/L	0,02 mg/L
Ni	0,07	-	-	-	-	0,1-0,4 mg/L	0,06-0,28 mg/L	-	60-90%	0,02 µg/g	0,83 µg/g	-	-	-	-	-	-	-	0,05-0,10 mg/L	0,05 mg/L	0,07 mg/L	-	-	-
Pb	0,01	0,4 mg/L	78 %	0,5 mg/L	<0,1 mg/L	0,1-0,4 mg/L	40-90%	-	60%	1,06 µg/g	3,7 µg/g	95 %	21,24 mg/L	2,35 mg/L	2,60 mg/L	1,70 mg/L	0,39 mg/L	60%	0,18-0,22 mg/L	0,18 mg/L	0,18 mg/l	0,011 mg/L	0,005 mg/L	0,005 mg/L
Zn	0,05	-	-	0,6 mg/L	<0,05 mg/L	0,17-1,04 mg/L	40-90%	-	69%	7,5 µg/g	7,4 µg/g	30-95 %	0,51 mg/L	0,19 mg/L	0,14 mg/L	(ND)	4,8 mg/L	80%	0,06-0,23 mg/L	0,09 mg/L	0,08 mg/L	0,033 mg/L	0,514 mg/L	0,514 mg/L
Fe	-	-	-	-	-	0,97-15,06 mg/L	40-90%	-	81%	1,2 mg/g	0,51 mg/g	-	-	-	-	-	1,58 mg/L	95%	1,81-10,68 mg/L	0,57 mg/L	0,57 mg/L	0,006 mg/L	0,010 mg/L	<0,005 mg/L
Mn	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,85 mg/L	70%	-	-	-	0,002 mg/L	0,002 mg/L	<0,001 mg/L
Cr (Total)	0,05	-	-	-	-	0,1-0,4 mg/L	0,06-0,28 mg/L	-	60-90%	2,1 µg/g	2,9 µg/g	-	-	-	-	-	-	-	0,15-0,39 mg/L	0,27 mg/L	0,27 mg/L	-	-	-
Dimensiones	-	15 cm		1,5 m	2,25-10,8 m²	1,52 m		20,2 cm		70 cm	1,5 m	20,2 cm				70 cm		0,25 m			0,4 m²			
Velocidad	-	-		-	-	0,5-1,5 L/s		2,3 cm/h		-	0,2 m/h	2,3 cm/h				-		1 L/min			0,47 L/h			
Multicapa	-	5		4	2	3		NA		3	1	NA				3		NA			2			
Retención	-	1 h		2 h	1-3,6 h	40-400 s		-		24 h	-	-				24 h		0,50-7 h			-¹			

PPS: Sistema de pavimento permeable
LID: Sistemas de desarrollo de bajo impacto
GS-GFS: Extensiones de césped y franjas de filtro
SSF: Bio-Slow Sand filtration
MF: Sistemas de Microfiltración
UF: Sistema de Ultrafiltración
GAC: Sistema de filtración de carbón activo granula

Cini: Concentración
Cfin: Concentración final
Est Cini: Concentración inicial del estacionamiento
Gar Cini: Concentración inicial del garaje

Bas: Basalto
Cal: Caliza

Los porcentajes encontrados en la tabla de comparación representan la eliminación porcentual con respecto a las concentraciones de metal encontradas.

5. Conclusiones

La contaminación de aguas subterráneas y superficiales por metales pesados procedente del tráfico de carretera, lavado de calles, deterioro de la infraestructura urbana y emisiones atmosféricas que traen consigo las diferentes actividades antropogénicas, ha generado una escasez de agua potable creciente en el mundo. Este problema ha llevado al desarrollo de una revisión bibliográfica con el objetivo de proporcionar información de las diferentes tecnologías, métodos y materiales adsorbentes que se pueden implementar para la filtración de metales pesados en el agua de escorrentía urbana.

Al revisar el material recopilado para el abordaje del trabajo se determinó que las tecnologías más efectivas son las LID, los SSF, las columnas de hormigón permeable y los métodos de filtración por membranas (MF-UF) ya que tienen una eficiencia de eliminación de contaminantes metálicos del 95% a 100%, utilizando un método de filtración por capas, en su gran mayoría, y en algunos casos implementando pretratamientos como en la MF y UF. Dentro de los métodos revisados se destacaron materiales adsorbentes como suelos naturales (carbón activado granular, zeolita, caliza, arena de cuarzo, arcilla, grava y roca volcánica), siendo estos los más utilizados. Además, es importante destacar materiales adsorbentes de bajo costo como residuos agrícolas (compost de estiércol lácteo, salvado de arroz, cascara de maní, etc.), teniendo una capacidad de adsorción mayor al 95% y materiales de origen terrestre o acuático como biomasa acuática, árboles y plantas capaces de eliminar hasta el 90% de metales pesados presentes en el agua pluvial.

Cabe resaltar que la mayoría de los contaminantes metálicos presentes en el agua de escorrentía urbana tienden a adherirse a las partículas de sólidos suspendidos, facilitando su retención en las primeras capas de relleno de los métodos expuestos en el documento. Igualmente es importante destacar que existen métodos como los techos verdes que en ocasiones requieren de un post-tratamiento debido, por ejemplo, a la corrosión de tuberías de hierro.

6. Bibliografía

- Al-Rashdi, Johnson, D. J., & Hilal, N. (2013). Removal of heavy metal ions by nanofiltration. *Desalination*, 315, 2–17. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2012.05.022>
- Bell, C. D., McMillan, S. K., Clinton, S. M., & Jefferson, A. J. (2016). Hydrologic response to stormwater control measures in urban watersheds. *Journal of Hydrology*, 541, 1488–1500. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.08.049>
- Gavrić, S., Leonhardt, G., Marsalek, J., & Viklander, M. (2019). Processes improving urban stormwater quality in grass swales and filter strips: A review of research findings. *Science of the Total Environment*, 669, 431–447. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.072>
- Gomez-Ullate, E., Novo, A. V., Bayon, J. R., Hernandez, J. R., & Castro-Fresno, D. (2011). Design and construction of an experimental pervious paved parking area to harvest reusable rainwater. *Water Science and Technology*, 64(9), 1942–1950. <https://doi.org/10.2166/wst.2011.175>
- Gupta, V. K., Agarwal, S., & Saleh, T. A. (2011). Synthesis and characterization of alumina-coated carbon nanotubes and their application for lead removal. *Journal of Hazardous Materials*, 185(1), 17–23. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.08.053>
- Joseph, L., Jun, B. M., Flora, J. R. V., Park, C. M., & Yoon, Y. (2019). Removal of heavy metals from water sources in the developing world using low-cost materials: A review. *Chemosphere*, 229, 142–159. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.198>
- Kus, B., Kandasamy, J., Vigneswaran, S., Shon, H. K., & Moody, G. (2013). Household rainwater harvesting system - Pilot scale gravity driven membrane-based filtration system. *Water Science and Technology: Water Supply*, 13(3), 790–797. <https://doi.org/10.2166/ws.2013.067>
- Li, C., Peng, C., Chiang, P. C., Cai, Y., Wang, X., & Yang, Z. (2019). Mechanisms and applications of green infrastructure practices for stormwater control: A review. *Journal of Hydrology*, 568(November 2018), 626–637. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.074>
- Li, Z., Boyle, F., & Reynolds, A. (2010). Rainwater harvesting and greywater treatment

- systems for domestic application in Ireland. *Desalination*, 260(1–3), 1–8.
<https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.05.035>
- Lin, Z. Z., Chen, H. M., & Yang, H. (2020). The Potential Pollution Risk of Groundwater by a Ceramic Permeable Brick Paving System. *Water, Air, and Soil Pollution*, 231(7). <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04740-6>
- Liu, C., Lu, J., Liu, J., Mehmood, T., & Chen, W. (2020). Effects of lead (Pb) in stormwater runoff on the microbial characteristics and organics removal in bioretention systems. *Chemosphere*, 253, 126721. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126721>
- Liu, L., Fu, Y., Wei, Q., Liu, Q., Wu, L., Wu, J., & Huo, W. (2019). Applying bio-slow sand filtration for water treatment. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(4), 2243–2251. <https://doi.org/10.15244/pjoes/89544>
- Liu, W., Chen, W., & Peng, C. (2014). Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study. *Ecological Modelling*, 291, 6–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.012>
- Mangangka, I. R., Liu, A., Egodawatta, P., & Goonetilleke, A. (2015). Performance characterisation of a stormwater treatment bioretention basin. *Journal of Environmental Management*, 150, 173–178. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.11.007>
- Maniquiz-Redillas, M. C., & Kim, L. H. (2016). Evaluation of the capability of low-impact development practices for the removal of heavy metal from urban stormwater runoff. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 37(18), 2265–2272. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1147610>
- N.Kalmykov, M. I. O. W. E. L. S. (2019). *Treatment of Radioactive Wastes*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102702-8.00016-9>
- OMS. (2006). Aspectos Químicos. *Guías Para Calidad Del Agua Potable*, 127–171. Retrieved from https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- Ortega Sandoval, A. D., Barbosa Brião, V., Cartana Fernandes, V. M., Hemkemeier, A., & Friedrich, M. T. (2019). Stormwater management by microfiltration and ultrafiltration treatment. *Journal of Water*

- Process Engineering*, 30(May 2017). <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.07.018>
- Ricco, R., Konstas, K., Styles, M. J., Richardson, J. J., Babarao, R., Suzuki, K., ... Falcaro, P. (2015). Lead(II) uptake by aluminium based magnetic framework composites (MFCs) in water. *Journal of Materials Chemistry A*, 3(39), 19822–19831. <https://doi.org/10.1039/c5ta04154f>
- Sansalone, J., Kuang, X., Ying, G., & Ranieri, V. (2012). Filtration and clogging of permeable pavement loaded by urban drainage. *Water Research*, 46(20), 6763–6774. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.10.018>
- Sussams, L. W., Sheate, W. R., & Eales, R. P. (2015). Green infrastructure as a climate change adaptation policy intervention: Muddying the waters or clearing a path to a more secure future? *Journal of Environmental Management*, 147, 184–193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.003>
- Tavakoli, O., Goodarzi, V., Saeb, M. R., Mahmoodi, N. M., & Borja, R. (2017). Competitive removal of heavy metal ions from squid oil under isothermal condition by CR11 chelate ion exchanger. *Journal of Hazardous Materials*, 334, 256–266. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.04.023>
- Vadas, T. M., Smith, M., & Luan, H. (2017). Leaching and retention of dissolved metals in particulate loaded pervious concrete columns. *Journal of Environmental Management*, 190, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.047>
- Vera Peña, L. M. (1998). *Microfiltración de agua residual depurada. Mejora del flujo de permeado por inyección de gas*.
- Zhang, M. (2011). Adsorption study of Pb(II), Cu(II) and Zn(II) from simulated acid mine drainage using dairy manure compost. *Chemical Engineering Journal*, 172(1), 361–368. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.06.017>
- Zhang, R., Richardson, J. J., Masters, A. F., Yun, G., Liang, K., & Maschmeyer, T. (2018). Effective Removal of Toxic Heavy Metal Ions from Aqueous Solution by CaCO₃ Microparticles An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation (Third Edition). In *Water, Air, and Soil Pollution* (Vol. 229). Water, Air, & Soil Pollution. <https://doi.org/10.1007/s11270-018-3787-0>
- Zhao, Y., & Zhao, C. (2014). Lead and zinc removal with storage period in porous asphalt pavement. *Water SA*, 40(1), 65–72. <https://doi.org/10.4314/wsa.v40i1.8>